

文章编号:1000-582X(2012)11-104-07

## BAC-SBR 反应器处理 ABS 凝聚干燥工段废水

杨利伟<sup>1,2</sup>, 赖波<sup>2,3</sup>, 周岳溪<sup>2</sup>, 庞翠翠<sup>2,4</sup>, 廉雨<sup>2,4</sup>, 张胜<sup>4</sup>, 周继红<sup>4</sup>

(1. 长安大学环境科学与工程学院, 西安 710054; 2. 中国环境科学研究院水污染控制技术研究中心, 北京 100012;  
3. 四川大学建筑与环境学院, 成都 610065; 4. 河北工程大学城市建设学院, 河北邯郸 056038)

**摘要:**采用生物活性炭序批式反应器(BAC-SBR)处理 ABS 凝聚干燥工段废水,利用紫外可见光谱及红外光谱等技术检测分析废水处理过程中有机污染物的变化,并重点研究分析了该废水中的有毒难降解有机污染物在 BAC-SBR 反应器中的降解过程。研究表明 BAC-SBR 反应器处理该废水的过程主要包括活性炭吸附、活性炭的生物再生及生物再生完成 3 个阶段;经过 180 min 的处理,废水的 COD 和 TOC 去除率均能达到 85% 以上;并且通过紫外可见光谱和红外光谱检测分析可知该反应器能够高效地降解转化废水中的芳香类及有机腈类有毒有害污染物。

**关键词:**生物活性炭序批式反应器;ABS 树脂废水;生物再生;傅里叶红外光谱

**中图分类号:**X783.2

**文献标志码:**A

## Treatment of wastewater from ABS condensation drying section by BAC-SBR reactor

YANG Liwei<sup>1,2</sup>, LAI Bo<sup>2,3</sup>, ZHOU Yuexi<sup>2</sup>, PANG Cuicui<sup>2,4</sup>, LIAN Yu<sup>2,4</sup>,  
ZHANG Sheng<sup>4</sup>, ZHOU Jihong<sup>4</sup>

(1. College of Environmental Science and Engineering, Chang'an University, Xi'an 710054, China;  
2. Research Center of Water Pollution Control Technology, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 3. School of Architecture and Environment, Sichuan University, Chengdu 610065, China; 4. College of Urban Construction, Hebei University of Engineering, Handan, HeBei 056038, China)

**Abstract:** Wastewater from ABS condensation drying section is treated by biological activated carbon-sequencing batch reactor (BAC-SBR), and degradation process of the toxic and hazardous pollutants in ABS wastewater is studied significantly by using UV-visible spectrum and Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR). The results show that the treatment process of ABS wastewater by BAC-SBR contained three phases of adsorption, bioregeneration and completion. The COD and TOC removal efficiencies of ABS wastewater are both more than 85% after 180 min treatment in BAC-SBR reactor, and the analysis results of UV-vis and FTIR suggest that the toxic and hazardous pollutants i. e., aromatic compounds and organic nitriles in ABS wastewater can be decomposed and transformed efficiently by BAC-SBR reactor.

**Key words:** BAC-SBR; ABS resin wastewater; bioregeneration; FTIR

收稿日期:2012-05-03

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07207-004)

作者简介:杨利伟(1971-),男,长安大学讲师,博士,主要从事水污染控制工程技术研究。

周岳溪(联系人),男,中国环境科学研究院首席科学家,博士生导师,(E-mail)zhouyuexi@263.net。

国内 ABS 树脂生产企业主要采用乳液接枝本体 SAN 掺混生产工艺,其产生的废水主要由聚合工段间歇性排放的高浓度清胶废水和凝聚干燥工段连续性排放的酸洗废水组成<sup>[1]</sup>,其中酸洗废水的水量大,占该厂总废水排放量的 80% 以上,并且酸洗废水中含有苯乙烯、苯酚、苯乙酮、二苯异丙醇、丙烯腈、二缩(3-羟基丙腈)及二缩(3-巯基丙腈)等有毒难降解的芳香类和有机腈类污染物<sup>[2]</sup>,为该厂废水治理的重点。目前 ABS 树脂生产废水主要采用传统活性污泥工艺处理 B、C 及 E 区混合废水<sup>[3]</sup>,现有的工艺存在水力停留时间长,工艺流程长,抗冲击能力差且易受有毒污染物抑制的缺点。然而,生物活性炭序批式反应器(biological activated carbon-sequencing batch reactor, BAC-SBR)能够克服 ABS 废水现有处理工艺的上述缺点。国内外的研究表明生物活性炭(biological activated carbon, BAC)处理工艺对有毒难降解污染物有较好的处理效率,目前在利用该工艺处理酸性染料、2,4-二氯苯、垃圾渗滤液、苯、甲苯、二甲苯及石化废水等有毒难降解废水方面做了大量研究<sup>[4-8]</sup>。Soydo<sup>[9]</sup>等对传统的 BAC 反应器进行改造并提出了 BAC-SBR 反应器,利用该反应器处理苯酚废水,研究发现 BAC-SBR 反应器能抵抗苯酚质量浓度从 500 mg/L 至 2 000 mg/L 突变的废水,即说明该反应器对有毒难降解污染物具有更强的抗冲击能力和降解能力。因此,BAC-SBR 反应器在处理水质波动较大且含有有毒难降解污染物的废水方面有广泛的应用前景。这里选择具有芳香类和有机腈类等有毒特征污染物的酸洗废水作为研究对象,采用 BAC-SBR 系统对该废水进行处理研究。

## 1 材料与方法

### 1.1 ABS 废水的水质特征

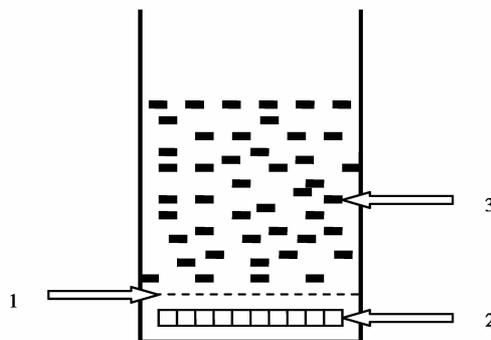
本实验用水为国内北方某石化厂 ABS 树脂生产车间凝聚干燥工段酸洗废水,其常规水质指标如表 1 所示。

表 1 ABS 树脂生产废水的水质指标

指标	数值
COD <sub>Cr</sub> /(mg·L <sup>-1</sup> )	1 000~1 300
BOD <sub>5</sub> /(mg·L <sup>-1</sup> )	300~450
TOC/(mg·L <sup>-1</sup> )	300~400
pH 值	2.0~3.0

### 1.2 实验方法

采用 BAC-SBR 系统处理 ABS 树脂生产废水。反应装置如图 1 所示,其尺寸为:长×宽×高=10.0 cm×5.0 cm×15.0 cm,反应器底部设置了微孔布气板,距底部 2.0 cm 高处设置了多孔隔板,在多孔隔板上部填充 10 cm 高的煤质柱状活性炭( $\phi 4$  mm×10 mm),活性炭表面负载的微生物来源于北方某石化厂综合污水处理厂曝气池中的活性污泥,反应器间歇式运行。每次的进水量为 300 mL,曝气量为 1 L/min,每次运行时间为 4 h,温度为 25 °C(水浴加热)。反应器连续稳定运行 100 次之后,分别取反应器进水及 5、10、20、30、60、90、120、150、180、210、240 min 的处理出水,采用 0.45  $\mu$ m 的膜过滤后进行 COD 和 TOC 测试及 UV-vis 和 FTIR 光谱分析。



1—多孔板; 2—微孔布气板; 3—柱状活性炭  
图 1 BAC-SBR 反应器结构示意图

### 1.3 分析方法

本研究采用 spectrum 100 型 FTIR 光谱仪进行红外光谱分析。首先,称取 300 mg 研磨成粉末的 KBr 放入压片机的模子里,然后利用以 10 t 的压力压制 1 min,制成空白 KBr 压片,再用红外光谱及其软件测定计算红外光谱背景值。取经过 0.45  $\mu$ m 膜过滤后的水样 20 mL,再利用 60 mL 的色谱纯二氯甲烷溶剂萃取该水样中的有机物污染物,然后采用氮吹仪在 30 °C 水浴条件下把萃取液吹干,萃取液吹干后残留的固体样品与 300 mg 的 KBr 粉末混合均匀,然后压片进行红外色谱分析。样品萃取步骤如下所示:

1) 用 50%(体积比)硫酸溶液调节水样的 pH 值至 2.0,然后用二氯甲烷萃取 3 次(每次用 10 mL 二氯甲烷),所萃取溶液用无水硫酸钠干燥;

2) 上一步萃取剩下的水样,利用 10 mol/L 的 NaOH 溶液调节 pH 值至 12.0,再以同样的方式萃

取 3 次,所萃取溶液用无水硫酸钠干燥;

3)把 2 种萃取液混合,并利用氮吹仪吹干。

需要说明的是:调节 pH 值时,分别在酸碱条件下萃取的原因是 ABS 生产废水中含有偏酸性物质和偏碱性物质,为了保证高的回收率,需要在酸性条件下萃取偏酸性物质(在酸性条件下,偏酸性物质呈分子态,有利于有机溶剂萃取),在碱性条件下萃取偏碱性物质(碱性条件下,偏碱性物质呈分子态,有利于有机溶剂萃取)。

紫外可见光谱分析采用 UV1700 型紫外可见光谱仪分析(岛津公司,日本);COD<sub>Cr</sub>测定采用重铬酸钾法;TOC 的测定采用 TOC-VCPH 测定仪(岛津公司,日本)。

## 2 结果与分析

### 2.1 废水中有机污染物的去除

如图 2 所示,为 BAC-SBR 系统处理 ABS 废水过程中,COD 及 TOC 去除率随处理时间的变化。从图 2 中的曲线可以发现在 BAC-SBR 系统中 ABS 树脂生产废水的降解过程主要分为 3 个阶段:在最初的 30 min 中,BAC-SBR 系统中以活性炭的物理吸附作用去除污染物为主,废水的 COD 及 TOC 去除率均快速的增加到 40%以上;在 30~180 min 的过程中,主要是微生物降解活性炭吸附的有机污染物,使活性炭再生的一个复杂过程,其间可能存在污染物的解析-分解过程,即活性炭中吸附的污染物或者其降解中间产物会从活性炭中释放进入废水中,从而导致该过程中废水中有机污染物的综合去除速率变慢的现象,但是废水中的污染物主要是在这个过程中被生物降解,废水的 COD 和 TOC 去除率最终能够逐渐增加到 85%以上;处理 180 min 以后,废水的 COD 及 TOC 去除率达到稳定状态,基本不再继续增加,生物活性炭再生完成,可以排水再进行下一次处理。

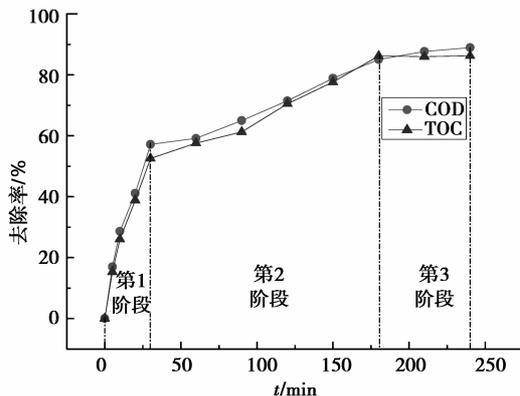


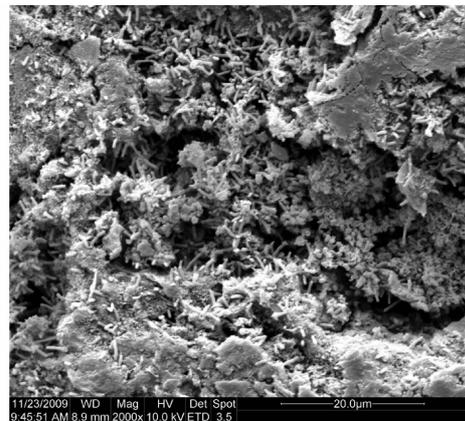
图 2 COD 和 TOC 去除率随降解时间的变化

Klimenko<sup>[10]</sup>等在研究中采用新鲜活性炭吸附平衡后的吸附量与生物再生活性炭吸附平衡后的吸附量之间的比值来考察生物活性炭的生物再生效率,其计算公式如式(1)所示:

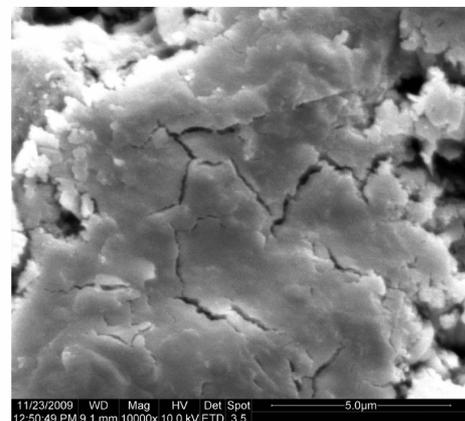
$$\text{生物再生效率} = 100\% \times \alpha_{\text{reg}} / \alpha \quad (1)$$

式中: $\alpha_{\text{reg}}$ 为生物再生活性炭吸附平衡后的吸附量; $\alpha$ 为新鲜活性炭吸附平衡后的吸附量。

以新鲜活性炭和生物再生活性炭对 ABS 树脂生产废水 COD 的吸附量为标准,根据式(1)计算 BAC-SBR 反应器中活性炭的再生效率。研究发现 BAC-SBR 系统连续运行 100 次以后,其活性炭的生物再生效率为 56.5%,即经过长期运行之后,生物再生作用不能够完全恢复活性炭的物理吸附能力。这可能是因为长期运行的过程中,微生物在活性炭表面代谢生产大量的胞外聚合物,而这些胞外聚合物与废水中的细微颗粒等物质结合粘糊在活性炭表层,形成一层较为致密的“钝化膜”,堵塞了活性炭表层的微孔,影响了活性炭自身的物理吸附作用。如图 3(a)所示,为反应器连续运行 100 次后活性炭表面的形貌特征,可以发现活性炭表面不仅存在大量



(a) 2 000倍



(b) 10 000倍

图 3 连续运行 100 次后生物活性炭表面的形貌特征

的杆状菌,而且在局部位置存在“钝化膜”。图 3(b)为活性炭表层“钝化膜”的表面形貌特征图,可以发现该“钝化膜”表层仅具有一些裂缝,不存在微孔,则说明该“钝化膜”具有较强的致密性。因此,表明长期运行后生物再生作用不能完全恢复活性炭的物理吸附作用主要是由于微生物的代谢产物在活性炭表层形成了“钝化膜”而引起的。

## 2.2 废水降解过程中 UV-vis 光谱分析

可以利用紫外吸收光谱对未知物质进行结构性分析。如图 4 所示,为 BAC-SBR 系统进水及不同时间点处理出水在 200~350 nm 波长范围内的紫外可见光谱图。从进水的紫外可见光谱图中可以发现波长 202 nm 和 227 nm 处附近分别具有一个最大吸收峰。202 nm 处的峰主要是由该废水中有机腈类化合物的 C≡N 基团  $\pi-\pi^*$  跃迁红移与芳香类化合物苯环的 E1 吸收带红移引起的(单纯的 C≡N 基团的  $\pi-\pi^*$  跃迁的最大吸收波长  $\lambda_{\max}$  在 160 nm 附近,而该废水中的丙烯腈、二缩(3-羟基丙腈)及二缩(3-巯基丙腈)等有机腈类化合物中具有-NR 和-OR 等助色基团,使 C≡N 基团的  $\pi-\pi^*$  跃迁红移约 40 nm;废水中芳香类化合物的苯环上均带有助色基团使苯环的 E1 吸收带由 180~200 nm 处红移至 200~210 nm 之间)<sup>[11]</sup>,即 202 nm 处的吸收峰能够综合性的反映废水中的主要有机污染物。227 nm 处的峰主要是由苯乙酮和二苯异丙醇等单环芳香类化合物的  $\pi-\pi^*$  跃迁引起的(废水中芳香类化合物的苯环上均带有助色基团使苯环的 E2 吸收带和 K 吸收带合并并发生红移,从而在 227 nm 附近形成最大吸收峰,而苯环上的取代基使 B 吸收带简化,导致在 230~270 nm 之间的 B 吸收带不存在明显的吸收峰)<sup>[11]</sup>。

如图 4 所示,随着 BAC-SBR 运行处理时间的增加,2 个特征吸收峰的强度逐渐降低,表明废水中与特征吸收峰相对应的有机污染物的分子结构被分解破坏。如图 5 所示,为了能够对比这两类有机污染物的降解速度,建立了在波长 202 nm 和 227 nm 处特征吸收峰的归一化紫外吸收强度与时间的函数关系。从图 5 中曲线可以发现 202 nm 处特征吸收峰的紫外吸收强度降低速率明显快于 227 nm 处的特征吸收峰。227 nm 处吸收峰强度降低速度相对较慢的原因可能是废水中的单环芳香化合物分解转化产生仍然具有 C=C-C=C 或 C=C-C=O 共轭体系的不饱和脂肪酸类中间产物。与此相反,202 nm 处吸收峰强度减弱的速率明显更快,这主要有 2 方面原因:1) 废水中有机腈类化合物的降解产

物主要为在 202 nm 处没有较强吸收峰的  $\text{NH}_3-\text{N}$ ; 2) 芳香类化合物的苯环被开环之后其 E1 吸收带中的吸收峰也会相应的消失,并且苯系物降解过程中产生的脂肪酸类中间产物在 202 nm 附近也没有明显的吸收峰。

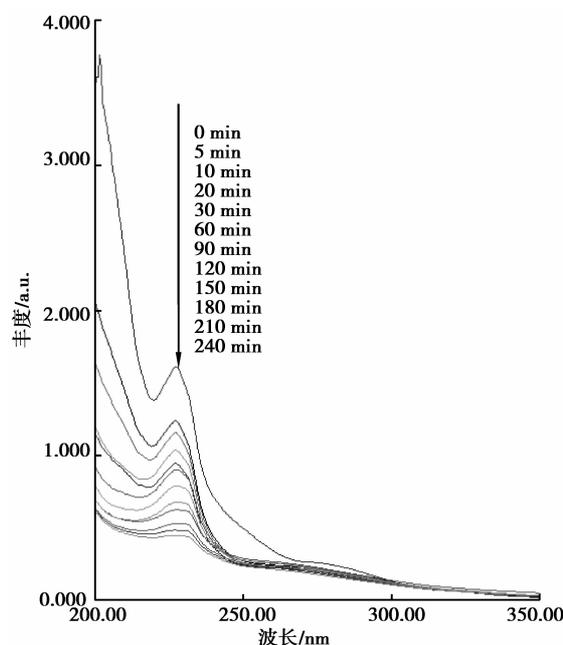


图 4 进水及不同时间点出水的紫外可见光谱图

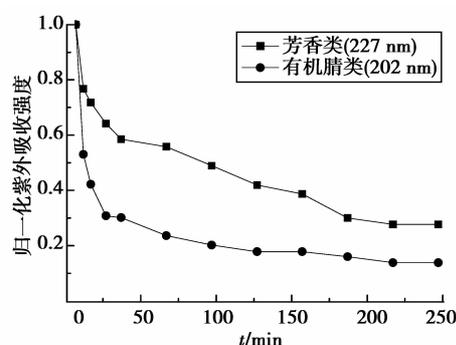


图 5 废水处理时间和归一化的紫外吸收强度关系曲线

如图 6 所示,为 ABS 废水在波长为 202 nm 处吸收峰强度去除率与 TOC 去除率的线性拟合曲线,其相关系数为 0.95,具有很好的相关性。则说明废水在波长为 202 nm 处吸收峰强度与废水中有机腈类和芳香类等主要溶解性有机污染物的综合浓度呈线性关系,即通过监测废水在波长为 202 nm 处吸收峰强度的变化就能够快速高效地研究分析废水中有机污染物的生物降解效率。如图 7 所示,为 ABS 废水在波长为 227 nm 处吸收峰强度去除率与 TOC 去除率的线性拟合曲线,其相关系数为 0.81,相关性较差。这主要是因为波长为 227 nm 处的紫外吸收

峰只代表废水中的芳香类化合物,并且易受到具有共轭体系的脂肪酸类中间产物的干扰。即该废水在波长为 227 nm 处的紫外吸收峰不能够较好的反应废水中溶解性有机物的综合浓度。

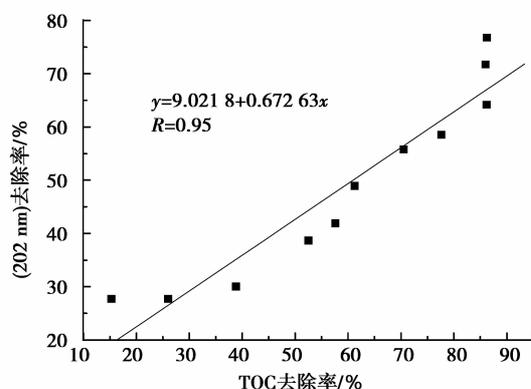


图 6 202 nm 处紫外吸收峰强度去除率与 TOC 去除率的拟合曲线

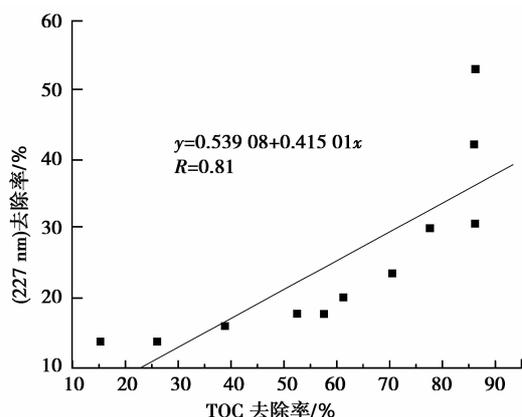


图 7 227 nm 处紫外吸收峰强度去除率与 TOC 去除率的拟合曲线

### 2.3 废水处理前后的 FTIR 分析

如表 2 所示,为国内外文献中关于主要红外吸收带的解析<sup>[11-17]</sup>,本研究中参考表 2 的解析结果对所测样品的红外谱图进行分析。如图 8 所示,从进水的傅里叶红外光谱图中可以发现芳环的指纹区(680~880 cm<sup>-1</sup>)和特征区(1 450~1 600 cm<sup>-1</sup>和 3 000~3 100 cm<sup>-1</sup>)均存在吸收峰,则说明该废水中含有芳香族化合物,并且在 1 681 cm<sup>-1</sup>处存在代表共轭酮的特征吸收峰,进一步的证明了苯乙酮的存在;在 2 251 cm<sup>-1</sup>处的 C≡N 特征吸收峰表明废水中有机腈类物质的存在;胺的特征区(1 000~1 350 cm<sup>-1</sup>和 3 100~3 500 cm<sup>-1</sup>)均存在特征吸收峰,说明存在有机胺;2 850~3 000 cm<sup>-1</sup>之间的峰代表了饱和脂肪族结构中 CH 基团的存在。ABS 废

水的 FTIR 分析结果表明该废水中主要包含芳香类、有机胺类及有机腈类特征污染物,该结果与薛慧峰等<sup>[9]</sup>检测出的苯乙酮、二苯异丙醇、丙烯腈、2-氰基乙醚和双(2-氰基乙基)胺等特征污染物的情况相吻合。

表 2 主要红外吸收带的解析

波长/cm <sup>-1</sup>	分析结果
3100~3500	酚类、醇类及羧基上的 O-H 伸缩振动;胺 N-H 和氢键结合的 OH 的伸缩振动
3 000~3 100	芳环上 C-H 伸缩振动;不饱和的脂肪族结构中的 C-H 伸缩振动
2 850~3 000	亚甲基 C-H 对称和不对称伸缩振动(饱和的脂肪族结构中的 C-H 伸缩振动)
2 240~2 260	脂肪腈 C≡N 伸缩振动
1 700~1 750	醛、酮及羧酸 C=O 伸缩振动
1 640~1 700	酰胺基 C=O 伸缩振动;共轭酮、羧酸或者醌 C=O 伸缩振动
1 600~1 660	共轭的 C=C-C=C 或 C=C-C=O
1 450~1 600	芳环 C=C 骨架振动
1 000~1 350	胺 C-N 伸缩振动
680~880	芳环上 C-H 面外弯曲振动

如图 8 所示,从 BAC-SBR 系统处理 240 min 处理出水的傅里叶红外光谱图中可以发现在波长为 680~880 cm<sup>-1</sup>、1 450~1 600 cm<sup>-1</sup>和 3 000~3 100 cm<sup>-1</sup>处代表芳环的特征区和指纹区的吸收峰已经基本不存在,则表明该处理系统能够有效地分解转化废水中的芳香类化合物;在 2 251 cm<sup>-1</sup>处代表 C≡N 的特征吸收峰强度被极大地削弱,则说明该系统也能够高效地分解转化废水中的有机腈类物质。在 2 850~3 000 cm<sup>-1</sup>之间代表饱和烷烃及 CH<sub>2</sub> 基团的特征吸收峰的强度和数量明显减弱和减少,则说明该系统不仅能破坏分解废水中苯系物及有机腈类物质的结构,而且还能够进一步的矿化分解它们。该情况与 BAC-SBR 对 ABS 废水具有高 COD 和 TOC 去除率的结果相吻合。

在 1 633 cm<sup>-1</sup>处产了一个新的特征吸收峰,该特征峰说明处理出水中可能存在具有 C=C-C=C 或 C=C-C=O 共轭体系的有机化合物;并且在 1 721 cm<sup>-1</sup>处出现一个代表醛、酮及羧酸 C=O 伸缩振动的特征吸收峰。1 633 cm<sup>-1</sup>与 1 721 cm<sup>-1</sup>处的特征吸收峰表明苯环破解后可能生成的具有共轭

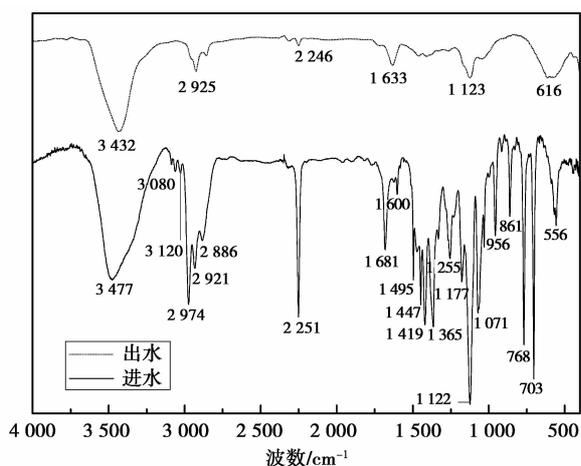


图 8 BAC 进水及 240 min 出水在 400~4 000  $\text{cm}^{-1}$  区间的 FTIR 光谱图

体系不饱和脂肪酸、不饱和脂肪酮或苯甲酸类物质,该情况解释了 BAC-SBR 系统处理出水在 227 nm 附近残存紫外吸收峰的原因。在 3 432  $\text{cm}^{-1}$  处存在代表醇类和羧基上的 O-H 及胺 N-H 的伸缩振动的特征吸收峰,在 1 123  $\text{cm}^{-1}$  存在代表胺 N-H 和醇 C-O 伸缩振动的特征吸收峰,并且在 616  $\text{cm}^{-1}$  处出现一个宽峰,其可能代表了醇 O-H 外面弯曲的存在,这些吸收峰充分地说明处理出水中可能还含有少量的醇、羧酸及更小分子的有机胺类产物(可能是由 2-氰基乙醚和双(2-氰基乙基)胺等丙烯腈二聚物分解产生的更小分子的有机胺类物质)。

因此,由 FTIR 分析可知 BAC-SBR 系统能够高效地降解 ABS 废水中的芳香类和有机腈类污染物,并且可能产生不饱和的脂肪酸、醇、苯甲酸及小分子有机胺等中间产物。

### 3 结 语

BAC-SBR 系统处理 ABS 废水的过程中,主要分为活性炭物理吸附阶段、活性炭生物再生及生物再生完成等 3 个阶段,经过该系统的 180 min 处理后,废水的 COD 和 TOC 去除率均能达到 85% 以上。UV-vis 及 FTIR 光谱对 BAC-SBR 系统处理出水及进水的检测分析表明该系统能够高效地降解转化 ABS 废水中芳香类及有机腈类特征污染物,最终处理出水中可能含有少量的不饱和的脂肪酸、醇、苯甲酸及小分子有机胺等中间产物。

#### 参考文献:

[1] 苏宏,张晓杰,王德义,等. ABS 树脂生产废水处理工程实践[J]. 环境工程, 2004, 22(4): 28-29.

SU Hong, ZHANG Xiaojie, WANG Deyi, et al. Practice of treating wastewater for production of ABS resin[J]. Environmental Engineering, 2004, 22(4): 28-29.

[2] 薛慧峰,赵家林,赵旭涛. ABS 树脂生产中废水里的有机物的定性分析[C]//首届中国西部地区色谱学术交流会:首届中国中西部地区色谱学术交流会暨仪器展览会论文集,2006年8月,敦煌,甘肃.北京:分析仪器,2006.

[3] 李向富. ABS 装置生产废水可生化性研究[J]. 化工环保, 2004, 24(增刊): 53-55.

LI Xiangfu. Biodegradability study for ABS resin wastewater[J]. Environmental Protection of Chemical Industry, 2004, 24(Sup): 53-55.

[4] Song L Y, Zhao Y C, Sun W M, et al. Hydrophobic organic chemicals (HOCs) removal from biologically treated landfill leachate by powder-activated carbon (PAC), granular-activated carbon (GAC) and biomimetic fat cell (BFC)[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 163(2/3): 1084-1089.

[5] Mehrdad F, David D, Christian L. Monoaromatics removal from polluted water through bioreactors: a review [J]. Water Research, 2008, 42(6/7): 1325-1341.

[6] Papadimitriou C, Palaska G, Lazaridou M, et al. The effects of toxic substances on the activated sludge microfauna [J]. Desalination, 2007, 211(1/2/3): 177-191.

[7] Aktaş Ö, Çeçen F. Bioregeneration of activated carbon: a review [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2007, 59(4): 257-272.

[8] Augulyte L, Kliaukaite D, Racys V, et al. Multivariate analysis of a biologically activated carbon(BAC) system and its efficiency for removing PAHs and aliphatic hydrocarbons from wastewater polluted with petroleum products[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 170(1):103-110.

[9] Aoydo V, Cha W S, Yoshinobu I, et al. Stability of biological activated carbon-sequencing batch reactor (BAC-SBR) to phenol shock loading [J]. Science Technology, 2001, 6(2): 156-160.

[10] Klimenko N, Smolin, Grechanyk S, et al. Bioregeneration of activated carbons by bacterial degraders after adsorption of surfactants from aqueous solutions[J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2003, 230(1/2/3):141-158.

[11] 朱淮武. 有机分子结构波谱解析[M]. 北京:化学工业出版社, 2005.

[12] Ouattmane A, Provenzano M R, Hafidi M, et al.

- Compost maturity assessment using calorimetry, spectroscopy and chemical analysis [J]. *Compost Science & Utilization*, 2000, 8(2): 124-134.
- [13] Droussi Z, D'orazio V, Provenzano M R, et al. Study of the biodegradation and transformation of olive-mill residues during composting using FTIR spectroscopy and differential scanning calorimetry [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 164(2/3): 1281-1285.
- [14] Champagne P, Li C J. Enzymatic hydrolysis of cellulosic municipal wastewater treatment process residuals as feedstocks for the recovery of simple sugars [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(23): 5700-5706.
- [15] Zhu J J, Wang Y L, Cai K Y, et al. Preparation of a novel biodegradable  $\beta$ -cyclodextrin-containing polymer [J]. *Journal of Chongqing University: English Edition*, 2009, 8(4): 1671-8224.
- [16] Kim H C, Dempsey B A. Effects of wastewater effluent organic materials on fouling in ultrafiltration [J]. *Water Research*, 2008, 42(13): 3379-3384.
- [17] Ji F, Li C L, Dong X D, et al. Separation of oil from oily wastewater by sorption and coalescence technique using ethanol grafted polyacrylonitrile [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 164(2/3): 1346-1351.
- (编辑 郑洁)
- 
- (上接第 91 页)
- GAO Cong, TANG Lixin, TANG Jianxun, et al. Tabu search for real order planning problem in steel industry [J]. *Journal of Northeastern University: Natural Science*, 2009, 30(7): 944-947.
- [9] 徐端, 屠乃威, 孙亮亮, 等. 考虑生产路径柔性的钢铁合同计划编制研究 [J]. *控制工程*, 2009, 16(4): 502-506.
- XU Duan, TU Naiwei, SUN Liangliang, et al. On order planning with production path flexibility [J]. *Control Engineering of China*, 2009, 16(4): 502-506.
- [10] 於春月, 王成恩. 钢铁一体化生产多目标合同计划建模与算法 [J]. *控制理论与应用*, 2009, 26(12): 1452-1454.
- YU Chunyue, WANG Chenen. Multi-objective order-planning model and algorithm for integrated steel production [J]. *Control Theory & Applications*, 2009, 26(12): 1452-1454.
- [11] 於春月, 许美蓉, 曲蓉霞. 冶铸轧一体化生产合同计划优化问题研究 [J]. *东北大学学报: 自然科学版*, 2008, 29(11): 1548-1551.
- YU Chunyue, XU Meirong, QU Rongxia. On the production order planning of integrated steel production SM-CC-HR-FF [J]. *Journal of Northeastern University: Natural Science*, 2008, 29(11): 1548-1551.
- [12] 张涛, 王梦光, 唐立新. 钢厂合同计划的模型与算法 [J]. *控制理论与应用*, 2000, 17(5): 711-715.
- ZHANG Tao, WANG Mengguang, TANG Lixin. The model and algorithm for the order planning of the steel plant [J]. *Control Theory and Applications*, 2000, 17(5): 711-715.
- [13] Liu S X, Tang J F, Song J H. Order-planning model and algorithm for manufacturing steel sheets [J]. *International Journal of Production Economics*, 2006, 100(1): 30-43.
- [14] Zhang Tao, Wang M G, Tang L X, et al. The method for order planning of the steel plant based on the MTO management system [J]. *Control and Decision*, 2000, 15(6): 649-653.
- [15] Zhang T, Shao Z F, Zhang Y J, et al. A hybrid particle swarm optimization algorithm for order planning problems of steel factory [J]. *Lecture Notes in Computer Science*, 2010, 6145: 574-581.
- [16] Yu C Y, Qu R X. Multi-objective order planning model and algorithm for integrated steel production [C] // *Proceedings of the 15th Annual International Conference on Management Science and Engineering*, September 10-12, 2008, Long Beach, CA. Piscataway: IEEE Press, 2008, 1: 400-405.
- (编辑 王维朗)